



Análisis del cambio de las coberturas del suelo del municipio de Carepa, Urabá antioqueño

Ana María Zabala Agudelo

Monografía presentada como requisito para optar al título de Especialista en Medio Ambiente y
Geoinformática

Asesora

Kateryn Peña Mejía, Magíster (MSc) en Estudios Urbano Regionales

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería

Especialización en Medio Ambiente y Geoinformática

Medellín

2024

Cita	(Zabala Agudelo, 2024)
Referencia	Zabala Agudelo, A.M. (2024). <i>Análisis del cambio de las coberturas del suelo del municipio de Carepa, Urabá antioqueño</i> . [Trabajo de grado especialización].
Estilo APA 7 (2020)	Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.



Especialización en Medio Ambiente y Geoinformática, Cohorte XIX.

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).



Centro de Documentación Ingeniería (CENDOI)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Agradecimientos

A Carlos Andrés por su apoyo y confianza. Por su cariño, porque me hace bien.

A Fermina, Mora y Rosa.

A mi Alma Mater, por brindarme oportunidades y abrirme nuevos caminos.

Tabla de contenido

INTRODUCCIÓN	1
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	2
1.1 Objetivos	5
2. MARCO CONCEPTUAL	6
2.1 Área de estudio	6
2.1 Ecología del paisaje	7
2.2 Conectividad ecológica	8
2.3 Fragmentación del paisaje	9
2.4 Ecología en el ordenamiento territorial	11
2.5 Cobertura del suelo	12
3. METODOLOGÍA	13
3.1 Cambios de cobertura	13
3.2 Cuantificación de la fragmentación del paisaje	15
3.3 Revisión de la dinámica económica de Carepa	16
4. RESULTADOS	18
4.1 Cambio de coberturas	18
4.2 Análisis de la fragmentación del paisaje	25
4.3 Dinámica socioeconómica de Carepa	29
5. DISCUSIÓN	33
6. CONCLUSIONES	36

Lista de tablas

Tabla 1. Tipos de cobertura de acuerdo con el Corin Land Cover	14
Tabla 2. Área de coberturas en el municipio de Carepa	19
Tabla 3. Frecuencias y porcentajes por cobertura y año	19
Tabla 4. Métricas del paisaje a nivel de clase para el municipio de Carepa.....	25

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación del área de estudio. Fuente: elaboración propia.	7
Figura 2. Descripción de las métricas del paisaje empleadas.	16
Figura 3. Esquema de la metodología	17
Figura 4. Porcentaje de cambio de extensión.....	20
Figura 5. Cambio de coberturas por año	21
Figura 6. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2015.	22
Figura 7. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2020.	23
Figura 8. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2023.	24
Figura 9. Comparación entre el área de la clase de cobertura y el número de parches.....	26
Figura 10. Porcentaje del paisaje (PLAND) compuesto por un tipo de clase de cobertura	27
Figura 11. Índice del parche más grande (LPI) de una determinada clase.....	28
Figura 12. Fractalidad media (FRAC_MN) de cada clase de cobertura	28
Figura 14. Crecimiento poblacional del municipio de Carepa. Fuente: DANE.....	31
Figura 15. Nivel de riesgo frente al cambio climático del municipio de Carepa.	32

Resumen

La subregión de Urabá experimenta transformaciones espaciales significativas debido a los cambios sociales y económicos impulsados por grandes proyectos de inversión en infraestructura. En el municipio de Carepa, estas dinámicas han generado una notable pérdida de cobertura vegetal natural y un aumento en la densidad poblacional, factores agravados por el uso intensivo del suelo asociado a su vocación agrícola. Este estudio de caso analiza estos cambios utilizando imágenes satelitales Landsat correspondientes a los años 2015 y 2023, complementadas con un mapa de coberturas de 2020 del IDEAM. Los datos fueron procesados mediante una clasificación supervisada siguiendo la metodología del Corine Land Cover (2010), identificando cinco clases de cobertura: Zonas Urbanas (ZU), Cultivos Permanentes (CP), Pastos (P), Bosques (B) y Aguas Continentales (AC). Se evaluaron los cambios en cada categoría de cobertura entre los años seleccionados y se calcularon métricas del paisaje a nivel de clase. Los resultados muestran que las mayores áreas están representadas por las clases CP, P y ZU, mientras que la cobertura de B se caracteriza por su baja representatividad. Este patrón se refleja en métricas como el Número de Parches (NP) y el Porcentaje del Paisaje (PLAND). En conclusión, el municipio de Carepa evidencia una alarmante pérdida de cobertura boscosa, atribuida a la intensificación de las actividades agrícolas que se desarrollan en el eje bananero.

Abstract

The Urabá subregion is undergoing significant spatial transformations due to social and economic changes driven by large-scale infrastructure investment projects. In the municipality of Carepa, these dynamics have generated a significant loss of natural vegetation cover and an increase in population density, factors aggravated by intensive land use associated with its agricultural vocation. This case study analyses these changes using Landsat satellite images from 2015 and 2023, complemented by a 2020 IDEAM coverage map. The data were processed by a supervised classification following the methodology of the Corine Land Cover (2010), identifying five coverage classes: Urban Areas (ZU), Permanent Crops (CP), Pastures (P), Forests (B) and Inland Waters (AC). Changes in each coverage category were assessed between the selected years and landscape metrics at class level were calculated. The results show that the largest areas are represented by the classes CP, P and ZU, while the coverage of B is characterized by its low representativeness. This pattern is reflected in metrics such as the Number of Patches (NP) and the Percentage of the Landscape (PLAND). In conclusion, the municipality of Carepa shows an alarming loss of forest cover, attributed to the intensification of agricultural activities that are developed in the banana axis.

INTRODUCCIÓN

El desconocimiento de la relación existente entre la intensa actividad agrícola y los fenómenos relacionados con la variabilidad climática y la pérdida de biodiversidad limita la efectividad de las acciones que se emprenden con el fin de mitigar los efectos de la pérdida de servicios ecosistémicos.

En la subregión de Urabá especialmente en el municipio de Carepa ocurre una pérdida de cobertura vegetal como consecuencia de actividades productivas como la ganadería extensiva, la extracción de madera en cabeceras y retiros de las fuentes hídricas y el establecimiento de monocultivos. Esto sumado a la casi inexistente conectividad entre las pocas áreas protegidas o parches de bosque naturales remanentes, intensifica la fragmentación del paisaje y el uso inadecuado de áreas de alto valor ecológico (EAFIT, 2014). Además, la autoridad ambiental carece de la capacidad suficiente para establecer criterios regionales claros y uniformes respecto a la zonificación ambiental de los municipios que integran la región de Urabá.

Desde hace algunos años ocurre una transformación social y económica en Urabá producto de grandes proyectos de inversión en infraestructura como las Autopistas al Mar 1 y 2, el túnel del Toyo, Puerto Antioquia, entre otros, que han llegado a la región. Dichos proyectos han propiciado un cambio trascendental en la realidad de Urabá, reconociéndola ahora como un nuevo polo de desarrollo a nivel departamental, nacional e internacional, y atrayendo con esto grandes proyecciones en el sector empresarial, turístico e inmobiliario. Lo anterior representa también un gran reto en términos de intensificación de brechas sociales, una mayor presión sobre los ecosistemas naturales y una expansión y uso más intensivo del suelo para responder a la demanda de la producción agrícola (Universidad de Antioquia, 2022).

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La región de Urabá presenta una nueva dinámica debido a la transformación social y económica que grandes proyectos de inversión en infraestructura han traído a la región. Dichos proyectos han propiciado un cambio trascendental en la realidad de Urabá, reconociéndola ahora como un nuevo polo de desarrollo a nivel departamental, nacional e internacional, y atrayendo con esto grandes proyecciones en el sector empresarial, turístico e inmobiliario (Universidad de Antioquia, 2022). Esta nueva dinámica regional representa a la vez grandes retos en términos de intensificación de brechas sociales, de tránsito o permanencia de población migrante y de presión y fragmentación de los ecosistemas (Universidad de Antioquia, 2022).

Tal es el caso del municipio de Carepa, el cual, junto con Chigorodó, Apartadó y Turbo, conforman el “eje bananero” de Urabá. En Carepa la pérdida de cobertura vegetal es creciente debido a las altas tasas de deforestación tanto en el pie de monte como en la planicie, acarreado también fragmentación de hábitats naturales para la biodiversidad, pérdida de servicios ecosistémicos, así como la aceleración de procesos erosivos y mayor aporte de sedimentos al río Carepa y León (Alcaldía de Carepa, 2000).

Tradicionalmente en Carepa se desarrollan prácticas intensivas de monocultivos de banano, las cuales implican la adecuación del suelo y construcción de infraestructura para favorecer la actividad productiva (Sanclemente Zea, G., 2019). Dichas prácticas generan afectaciones ambientales sobre la zona aluvial del río León y Carepa, así como en otras áreas circundantes. Por ejemplo, las zonas aluviales de los ríos previamente mencionados, han sido transformadas por una economía de colonización y actividades típicamente urbanas del eje bananero, con variedad de modelos de explotación asociados como lo son el empresarial capitalista, campesino de subsistencia, colono extractivo, sustentable indígena y actividades urbanas; de las cuales la economía campesina, ocurre principalmente en las laderas de la Serranía de Abibe, con la cual también limita el municipio de Carepa (Camacho & Pérez, 2014).

De acuerdo con Blanco Libreros (2018), el desarrollo del sector agrícola bananero en la región se dio a costa de los bosques ubicados en la planicie oriental del golfo de Urabá, entre los ríos

Carepa y El Tres. Este mismo autor menciona que solo en la cuenca del río León, a la cual tributa el río Carepa, hay aproximadamente 34 mil hectáreas de cultivos y 90 mil hectáreas de potreros. En contraste, coberturas como rastrojos o zonas arboladas no superan las 10 mil hectáreas.

A la poca cobertura vegetal natural en Carepa se suma el crecimiento poblacional que ocurre en el municipio. Según las proyecciones de población a nivel municipal del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE, 2024), para el año 2035 se estima que el número de habitantes será de aproximadamente 54.942 individuos; así mismo, mientras que para el año 2000 se registraron 29.363 habitantes, para el año 2020 se registró un total de 50.106. Dicho crecimiento poblacional se da como producto de las nuevas dinámicas regionales anteriormente mencionadas, aunque también por una “migración interna” que ha puesto a Carepa como municipio receptor de los habitantes de municipios cercanos, principalmente por el bajo costo de servicios públicos, arrendamientos o compra de vivienda (Alcaldía de Carepa, 2000), en comparación con Apartadó, por ejemplo, donde el costo de vida ha aumentado considerablemente en los últimos dos años como consecuencia de las dinámicas sociales y económicas emergentes.

Es así como el área urbana también pierde cada vez más sus elementos naturales. Esta situación tiene una afectación directa sobre las condiciones ambientales del municipio, por lo cual es necesario conocer el estado de la conectividad de las áreas verdes remanentes y propiciar la conformación de nuevos espacios naturales que permitan mejorar las condiciones ambientales y garantizar los servicios ecosistémicos (Universidad Eafit, 2014).

Por otro lado, de acuerdo con el Plan Clima y Paz 2040: Urabá, Nutibara y Urrao (Martinez Zuleta *et al.*, 2020) el municipio de Carepa presenta un alto riesgo frente al cambio climático; el cual podría reflejarse en una mayor incidencia de olas de calor, entre otras razones, por tener un área urbana densamente poblada y por concentrar la mayor parte de las actividades productivas y la deforestación de la región (Arias Gómez *et al.*, 2021). Así mismo, el informe final “Visión Urabá, biodiversidad y servicios ecosistémicos como base para el desarrollo, la sostenibilidad y el bienestar” (Camacho & Pérez, 2014), recomienda establecer modelos de ocupación del territorio con una mayor pertinencia, que permita regular la ocupación descontrolada que ocurre en el territorio. Estos mismos autores mencionan que en Urabá existen muchos vacíos de integridad ecológica, por lo que es relevante analizar la conectividad entre las áreas verdes naturales, generar nuevo conocimiento del Urabá Antioqueño en biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, que

incluya entre otras, cartografía y bases de datos, para facilitar la priorización de servicios a valorar y una aproximación de la valoración integral de los servicios ecosistémicos del municipio y de la región.

Las actividades humanas que se desarrollan en el área de estudio implican la transformación extensiva de áreas naturales o seminaturales a tierras cultivables, lo cual tiene un impacto negativo en la biodiversidad y en los ecosistemas locales. Las actividades agroindustriales inciden también en los cambios de coberturas y en los usos del suelo, toda vez que su expansión acarrea el desplazamiento de coberturas nativas, la adecuación de infraestructura de soporte como caminos y canales de riego, incrementando la fragmentación del paisaje (Posada Mira, 2011). Adicionalmente, según Salvati & Zitti (2009) el crecimiento demográfico es uno de los factores de mayor incidencia en los procesos de degradación de los suelos.

Aunque las condiciones crecientes de transformación en la región de Urabá, así como el aumento de la población y el cambio en las coberturas naturales para el establecimiento de usos agropecuarios y urbanos es algo inevitable, vale la pena cuantificar e identificar las consecuencias a nivel ambiental de estos procesos, y así orientar la toma de decisiones para lograr un desarrollo sostenible y la óptima planificación territorial.

Por lo anteriormente expuesto, en el presente caso de estudio se busca determinar cambios en algunos tipos de cobertura del suelo del municipio de Carepa. El análisis se realizó a partir de imágenes satelitales correspondientes a los años 2015 y 2023, a las cuales se les realizó una clasificación supervisada y algunos cálculos de métricas del paisaje. Se consideró también un mapa de coberturas del 2020 tomado del IDEAM.

Se parte del supuesto de que la intensa actividad agrícola, el crecimiento urbano y poblacional, pueden ser los principales factores que están influyendo en la transformación de coberturas y en la disminución de la cobertura boscosa.

1.1 Objetivos

Objetivo general

Analizar cambios temporales en la cobertura del suelo, su relación con algunas métricas del paisaje y las dinámicas económicas del municipio de Carepa.

Objetivos específicos

1. Comparar los cambios de coberturas del suelo en el municipio de Carepa entre los años 2015, 2020 y 2023.
2. Cuantificar algunas métricas del paisaje para el municipio de Carepa entre los años 2015 y 2023.
3. Relacionar los cambios en la cobertura del suelo y las métricas del paisaje con la dinámica económica del municipio de Carepa.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Área de estudio

Urabá es una de las nueve subregiones del departamento de Antioquia. Se extiende desde el valle del Sinú hasta la cuenca del río Atrato, y comprende el Golfo de Urabá y el Tapón del Darién. La subregión se traslapa con el Chocó biogeográfico, es una zona de transición biogeográfica del continente americano (Norte y Centroamérica con Suramérica) y corredor biológico para diversas especies. Además, se caracteriza por su condición de única región costera del departamento de Antioquia, con una porción de la Costa Caribe colombiana de aproximadamente 425 kilómetros de longitud de borde litoral (Universidad de Antioquia, 2022). Urabá comprende 11 municipios, los cuales reúnen un total de 543.054 habitantes (DANE, 2024) y que se concentran principalmente en los municipios de Apartadó, Turbo y Carepa.

Respecto al municipio de Carepa, este se ubica en la zona central o “eje bananero” de la región de Urabá (Figura 1). Limita en su flanco oriental con la Serranía de Abibe y en el occidental con el valle aluvial del río León, que conforma el sistema de humedales de éste río (Alcaldía de Carepa, 2000). Tiene una superficie de aproximadamente 384 km² y alberga alrededor de 52.184 habitantes (TerriData, 2024). En el municipio, prevalece la vocación para la agricultura, con el cultivo de alimentos como banano, plátano y yuca; de los cuales se destaca la producción de banano como la principal actividad agropecuaria.

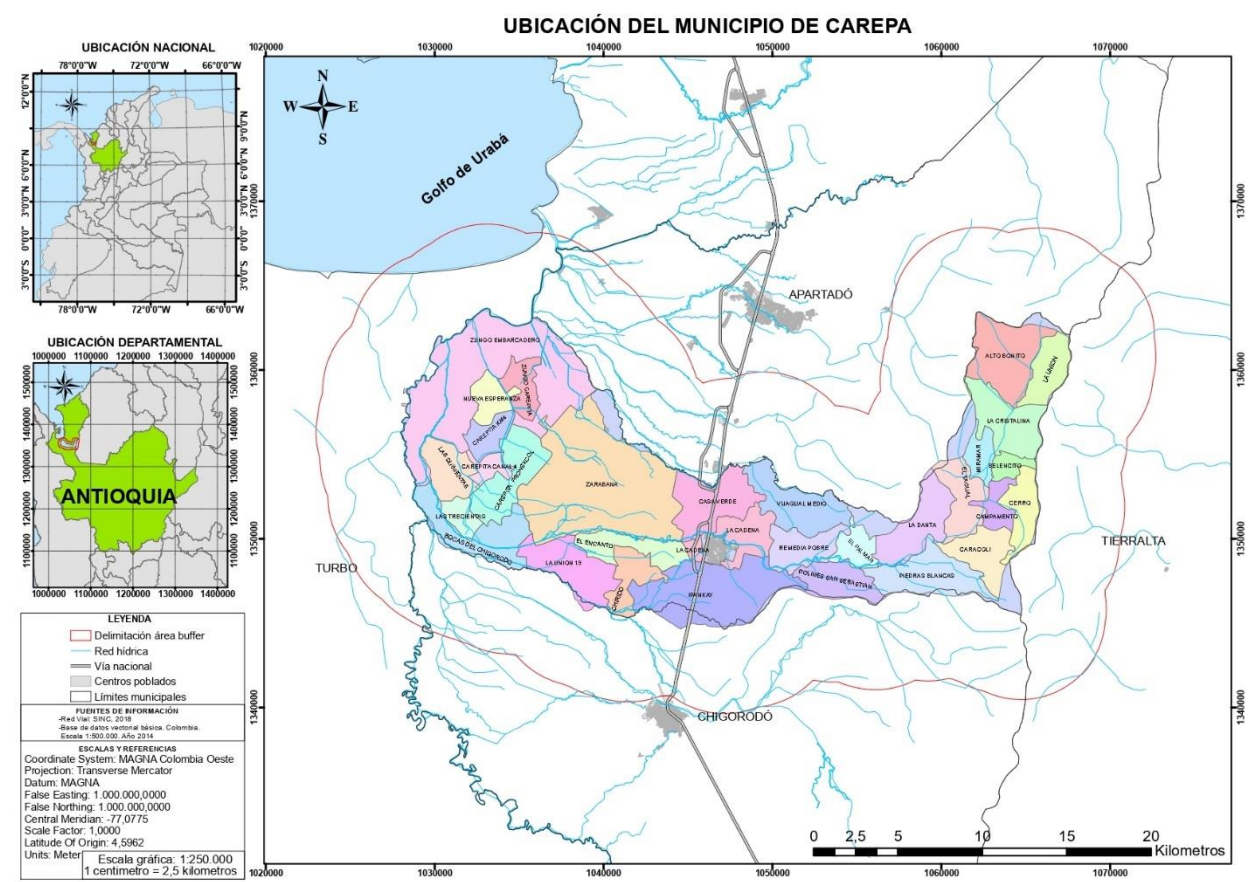


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Fuente: elaboración propia.

2.1 Ecología del paisaje

De acuerdo con Paudel & Yuan (2012), no existe un concepto unificado para definir qué es un paisaje. Para algunos autores este es visto como una entidad socioespacial y para otros el paisaje es una entidad geográfica con componentes naturales como el agua, las montañas y los bosques (Paudel & Yuan, 2012).

La ecología del paisaje estudia las relaciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos a nivel de paisaje, la estructura, la función y los cambios a lo largo del tiempo (Wu, 2008). De acuerdo con Gustafson (1998), la estructura del paisaje da lugar a una composición y configuración que incide en los procesos ecológicos tanto de manera independiente como colaborativa. Este mismo autor menciona que son procesos típicos de cambio del paisaje la transformación del suelo, la pérdida del hábitat y la fragmentación.

La ecología del paisaje es entonces un área altamente interdisciplinaria que integra enfoques tanto biofísicos como analíticos de las ciencias naturales y sociales (Harbin & Wu, 2003).

Para el presente caso de estudio el concepto de paisaje aplicado es el de Wu (2008), quien además menciona que a nivel global se está experimentando un cambio constante en el paisaje como consecuencia de diversos tipos de perturbaciones tanto naturales como antrópicas; donde estas últimas corresponden, entre otras, a la contaminación, la destrucción o transformación del hábitat y la fragmentación. Al respecto, Botequilha Leitáo et al. (2006) señalan que la fragmentación de los ecosistemas terrestres en el mundo se orienta principalmente hacia sistemas de manejo para la agricultura o en áreas urbanizadas.

En las últimas décadas la cuantificación de la estructura y de los cambios del paisaje se ha llevado a cabo mediante el empleo de diferentes índices, los cuales consideran aspectos como el área, la densidad, el tamaño de los parches, el borde, la forma, el vecino más cercano, la diversidad e interposición, entre otros (Li et al., 2000). Estos índices además de brindar información útil para comprender la configuración del paisaje, también permiten cuantificar cambios temporales en su estructura (Olsen et al., 2006); aspectos fundamentales para orientar la planificación del territorio de manera sostenible.

2.2 Conectividad ecológica

La conectividad ecológica (CE) se define como el grado en que un organismo puede desplazarse a través del paisaje para acceder a recursos vitales para su supervivencia (Merriam, 1984). Posteriormente Taylor *et al.*, (1993) ampliaron el concepto, al considerarlo como un componente de la estructura del paisaje y como el grado en que éste facilita o impide los movimientos entre las zonas o “parches” de recursos.

Los dos autores mencionados incorporan en las definiciones de conectividad dos elementos clave: aquellos relacionados con la estructura física del paisaje y los relacionados con el comportamiento. Heinen & Merriam, (1990) mencionan además que la capacidad de utilizar parches de recursos depende directamente tanto de la distancia entre los parches, teniendo en cuenta

que ésta es una medida de la estructura del paisaje, así como de la biología y el comportamiento de una especie determinada.

Por otro lado, With *et al.* (1997) definen la conectividad como un vínculo funcional entre hábitats, resaltando la importancia de los elementos del hábitat y las capacidades de dispersión del organismo. Por su parte, Hof & Flather, (1996) consideran que la conectividad es una medida de la probabilidad de que los organismos emigren con éxito a un nuevo parche. Estos mismos autores, definen matemáticamente la conectividad utilizando tres parámetros: medidas de la estructura del paisaje como la distancia entre los parches y la naturaleza de la matriz entre los parches, y la capacidad de dispersión en la especie, donde esta última es una medida del comportamiento que interactúa con la estructura del paisaje. Al respecto, Wiens (1997) menciona que el comportamiento es, en cierto grado, una función de la estructura del paisaje; toda vez que los animales responden en función de los elementos del hábitat dentro del paisaje.

Uroy *et al.*, (2019) mencionan que un alto grado de conectividad estructural entre las áreas verdes urbanas puede influir significativamente en el movimiento de los animales y la dispersión de frutos, semillas y propágulos de las plantas. Además, se espera que el aumento de la conectividad en las áreas verdes urbanas beneficie a las comunidades de polinizadores y por lo tanto asegure los servicios ecosistémicos que brindan (Turo & Gardiner, 2019).

Aunque la conectividad ecológica ha sido objeto de investigación en los últimos años, es necesario comprender más a fondo los efectos que se generan a nivel de poblaciones, de comunidades y de la ecología del paisaje en entornos altamente modificados como los urbanos (Uroy *et al.*, 2019).

2.3 Fragmentación del paisaje

La fragmentación del paisaje resulta en una mezcla de parches de cobertura del suelo de diferentes clases, formas y tamaños (Numata *et al.*, 2011), afectando procesos esenciales dentro de un ecosistema, así como la riqueza de especies, los patrones de distribución de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, la calidad del hábitat y propiciando la emergencia de especies invasoras (Gómez-Fernández *et al.*, 2024).

En cuanto a la fragmentación de la cobertura boscosa, este es un proceso de transición a nivel de bosque que se da en el paisaje, que ocurre a lo largo de un período de tiempo como resultado de la reducción del tamaño y cambio de forma de los parches de bosque, el consecuente aumento en el número de parches y de zonas de borde o ecotonos (Fahrig, 2003). La fragmentación es considerada como una de las causas principales de la degradación de los ecosistemas a nivel global (Newman et al., 2014).

Según Shimizu et al. (2017), los bosques fragmentados pueden presentar mayor vulnerabilidad al estrés ambiental y tener una menor resiliencia con respecto a los bosques conectados. Además, a mayor grado de fragmentación del paisaje, menor estabilidad ecológica; lo cual pone en riesgo la supervivencia de especies clave dentro del ecosistema (Gómez-Fernández et al., 2024).

Debido a esto, conocer el grado de fragmentación del paisaje permite hacer estimaciones sobre los patrones y tendencias de uso del suelo en un lugar determinado. Así mismo, evaluar de manera precisa la magnitud de bosques fragmentados es información valiosa para soportar el diseño de políticas, la toma de decisiones para la gestión ambiental de un territorio y conocer los efectos en la biodiversidad y en las funciones de los ecosistemas (Schwartz et al., 2019).

Al respecto, Taubert et al. (2018) argumentan que la mayoría de estudios realizadas sobre cartografía de la fragmentación boscosa a nivel mundial se han basado en la evaluación de patrones estáticos del paisaje, dejando de lado el hecho de que la fragmentación es un proceso principalmente dinámico a lo largo del tiempo y que, si bien los efectos de la fragmentación pueden permanecer cerca de un siglo, estos suelen ser inmediatos y visibles incluso durante las primeras décadas después de su conformación. En los últimos años, el estudio y evaluación de la fragmentación boscosa se ha complejizado debido al alto grado de dinamismo que tanto la deforestación como la reforestación presentan; además, porque generalmente se ha asociado la fragmentación con la pérdida de bosque, orientando las evaluaciones sólo en términos de área deforestada (Fischer, 2021; Hansen, 2020).

De acuerdo con Liu et al. (2019), tanto los cambios en la cobertura boscosa como la fragmentación boscosa pueden ser procesos relativamente independientes y no necesariamente estar orientados hacia el mismo punto. Lo anterior coincide con lo documentado por Chen et al.

(2019), quienes encontraron que muchos países templados y subtropicales aumentaron su cobertura boscosa, a pesar de que la fragmentación de sus bosques tendía también al aumento.

De manera que las estimaciones a gran escala no sólo deben considerar la fragmentación o la cobertura de manera independiente, sino que este análisis debe integrar y evaluar efectivamente los patrones de cambio en la cobertura boscosa y la fragmentación (Ma et al., 2023).

Para evaluar el grado de fragmentación se emplean métricas como la variación del tamaño, la forma, la distribución espacial, la densidad de los parches, entre otros (Jorge & Garcia, 1997). Si bien existen métricas tanto a nivel de parche, clase y paisaje, McGarigal y Marks (1994) sugieren que los índices a nivel de clase son los que principalmente se emplean como indicadores de fragmentación, dado que determina por separado la cantidad y distribución de cada clase o tipo de cobertura, permitiendo medir la fragmentación de una clase de cobertura específica.

2.4 Ecología en el ordenamiento territorial

El debate sobre qué se organiza y con qué propósito, generalmente ha ido en contravía con la realidad ecológica, económica y social de un territorio, ya que suele predominar la lógica económica sectorial y el control político, dejando en segundo plano otras perspectivas fundamentales, como la gestión de los ecosistemas. Según Quimbayo & Mariño (2014), esto se debe a que tradicionalmente los territorios han sido entendidos de manera administrativa y sectorial, y no como un conjunto de ecosistemas integrados y diversos, donde prevalece la visión de municipio como unidad aislada de una región.

Un territorio es principalmente concebido como el lugar donde se concentran las actividades económicas e infraestructuras en pro de la productividad y la competitividad, dejando de lado la estrecha relación suelo-subsuelo-biodiversidad como soporte integral y sostenible del territorio (Quimbayo & Mariño, 2014). Estos mismos autores mencionan que la gestión integral de la biodiversidad debe hacer parte fundamental en el ordenamiento territorial, considerando aspectos determinantes como la función y la conectividad ecológica y la función social del espacio a ordenar; considerando además la distribución equitativa de cargas y beneficios.

Adicionalmente, comprender un territorio como un socio – ecosistema, es clave para incorporar la gestión de la biodiversidad en los diferentes instrumentos de planificación y ordenamiento territorial, de manera que se propicie la adaptabilidad y la resiliencia en el territorio (Instituto Alexander von Humboldt & Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2006).

2.5 Cobertura del suelo

El recurso suelo es reconocido como un elemento imprescindible para el desarrollo de muchas formas de vida, entre ellas la humana, ya que sustenta la formación social, política y económica de una sociedad (Eibenschutz, 2009).

La cobertura del suelo corresponde a la cobertura física y biofísica que se ubica en la superficie terrestre (FAO, 2005), abarcando la vegetación, los afloramientos rocosos, los cuerpos de agua y los elementos antrópicos existentes sobre el suelo. De otro lado, el uso del suelo hace referencia a la utilidad que un tipo de cobertura presta al ser humano, por lo que está principalmente asociado al aprovechamiento o actividades económicas que se pueden desarrollar en una porción específica tales como el uso urbano, industrial, entre otros (IDEAM, 2012).

Para el presente estudio de caso se empleará la metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia (IDEAM, 2010). Esta metodología está orientada a clasificar los tipos de cobertura de la superficie de la tierra a partir de la interpretación visual de imágenes satelitales.

3. METODOLOGÍA

A continuación, se describe la metodología empleada para el desarrollo de cada objetivo específico planteado.

3.1 Cambios de cobertura

Inicialmente se realizó una exploración de imágenes satelitales Landsat en el portal del Servicio Geológico de los Estados Unidos – USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) para los años 2015 y 2023, considerando un porcentaje de nubosidad $\leq 20\%$. Una vez seleccionadas y descargadas las imágenes, estas fueron compiladas (banda 1 a la 7) y guardadas en formato *tif*. Posteriormente, estas fueron recortadas a partir de un buffer previamente establecido para el municipio de Carepa.

En cuanto al buffer, para esto se descargó un shapefile del municipio desde el Geoportal del Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE (<https://www.dane.gov.co/files/geoportal-provisional/index.html>). Posteriormente, alrededor de la capa del municipio se delimitó un buffer o área de influencia de 5km.

Respecto a los tipos de cobertura establecidas, estas se definieron de acuerdo con la leyenda nacional de coberturas de la tierra, bajo la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000 (IDEAM, 2010). Aunque esta metodología considera cuatro categorías, para el presente análisis sólo fue posible definir categorías hasta el nivel dos, debido a la alta nubosidad que se presenta en el área de estudio y a que la resolución de las imágenes no permitió llegar a un mayor detalle (Tabla 1).

Tabla 1. Tipos de cobertura de acuerdo con el Corine Land Cover

Nivel 1	Nivel 2
1. Territorios artificializados	1.1. Zonas urbanizadas
2. Territorios agrícolas	2.2. Cultivos permanentes
	2.3. Pastos
3. Bosques y áreas seminaturales	3.1. Bosques
5. Superficies de agua	5.1. Aguas continentales
	Nubes

Fuente: elaboración propia

De esta manera se realizó la clasificación supervisada a las imágenes del 2015 y del 2023, teniendo en cuenta las categorías mencionadas y procurando asignar la misma cantidad de puntos de control para cada categoría.

Posteriormente, se creó un nuevo campo denominado área (hectáreas) en la tabla de atributos del shape de la clasificación supervisada realizada para cada año. Luego, mediante el geoproceso *calculate geometry attributes* se determinó el área de cada categoría o tipo de cobertura. Después, mediante el geoproceso *summary statistics* se realizó la sumatoria del área de cada categoría. Luego, mediante el geoproceso *select by attribute*, se seleccionaron las áreas mayores a 1 hectárea y los datos obtenidos fueron exportados como *feature class*.

De esta manera los estadísticos obtenidos fueron la frecuencia o número de polígonos y la sumatoria del área correspondiente a cada categoría.

Para conocer el porcentaje de cada tipo de cobertura, se hizo la siguiente relación:

$$\frac{\text{área tipo de cobertura}}{\text{área total buffer}} * 100$$

Donde:

Área total buffer = 108239,94 ha

Así mismo, el porcentaje de cambio de extensión fue calculado empleando la siguiente ecuación, de acuerdo con Murunga et al., (2024).

$$\% \text{ de cambio de magnitud} = \frac{\text{área del año final} - \text{área del año inicial}}{\text{área del año inicial}} * 100$$

Es importante aclarar que la selección de los años obedece a que la búsqueda de años previos al 2015 no arrojó resultados óptimos para el análisis, en términos de nubosidad y calidad de la imagen. Además, respecto al año más reciente, debido a la alta nubosidad no fue posible seleccionar una imagen óptima para el 2024, razón por la cual se decidió analizar una del año 2023. Además, sólo para este objetivo y con el propósito de comparar con información oficial, se emplearon los datos disponibles de Cobertura de la tierra metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia período 2020, escala 1:100.000. Año 2024, dispuestos en el portal del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

Todos los procesos llevados a cabo fueron realizados en el software ArcGIS Pro.

3.2 Cuantificación de la fragmentación del paisaje

Se estimaron algunas métricas del paisaje en el software FRAGSTATS 4.2, el cual consiste en un programa ampliamente usado para cuantificar la estructura, la composición y la configuración de los parches y el patrón espacial de diversos paisajes (McGarigal & Marks, 1994).

Las métricas se definieron de acuerdo con la metodología mencionada en Midha & Mathur (2010) y se describen en la Figura 2.

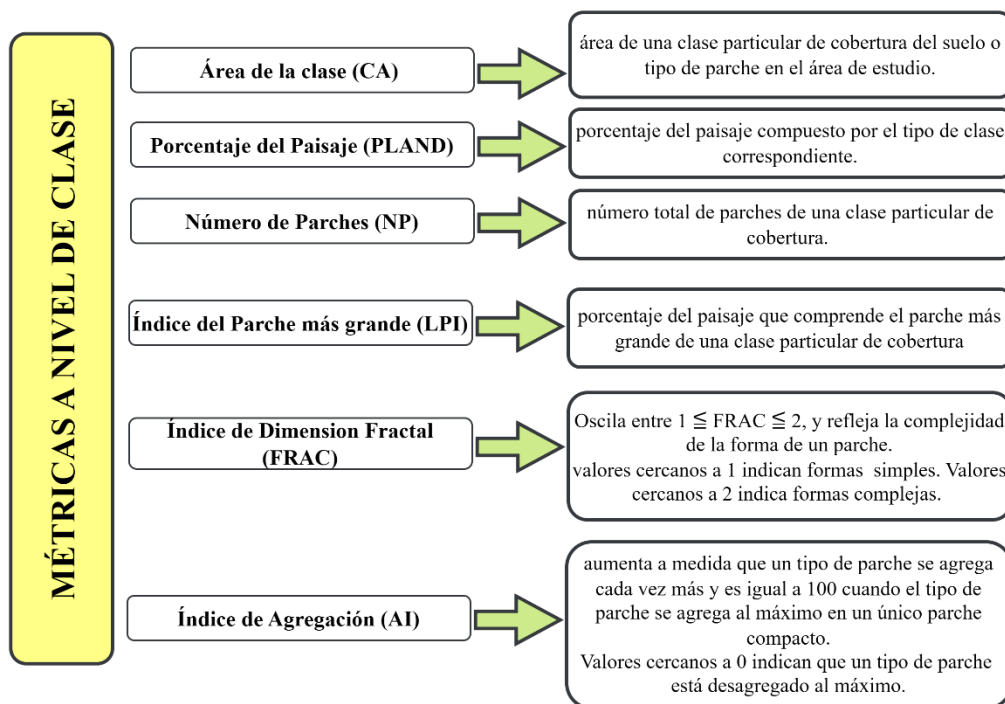


Figura 2. Descripción de las métricas del paisaje empleadas.
Fuente: Elaboración propia

Para el cálculo de las métricas en FRAGSTATS, los shape de las coberturas debieron convertirse a archivos raster y guardados en .tif mediante el geoprocso *polygon to raster*.

3.3 Revisión de la dinámica económica de Carepa

Se tomó como insumo principal el compendio de estudios de Urabá construido por el Comité Universidad Empresa Estado Sociedad – CUEES Urabá. Se realizó una revisión y análisis de diversas fuentes bibliográficas, tales como documentos e informes técnicos y de diagnóstico sobre la región de Urabá y el municipio de Carepa; así como lineamientos, políticas y regulaciones.

A partir de esto, se llevó a cabo una triangulación de la información encontrada, con el fin de identificar posibles relaciones entre la dinámica económica con los cambios de cobertura del suelo observados.

La ruta metodológica aplicada se resume en la

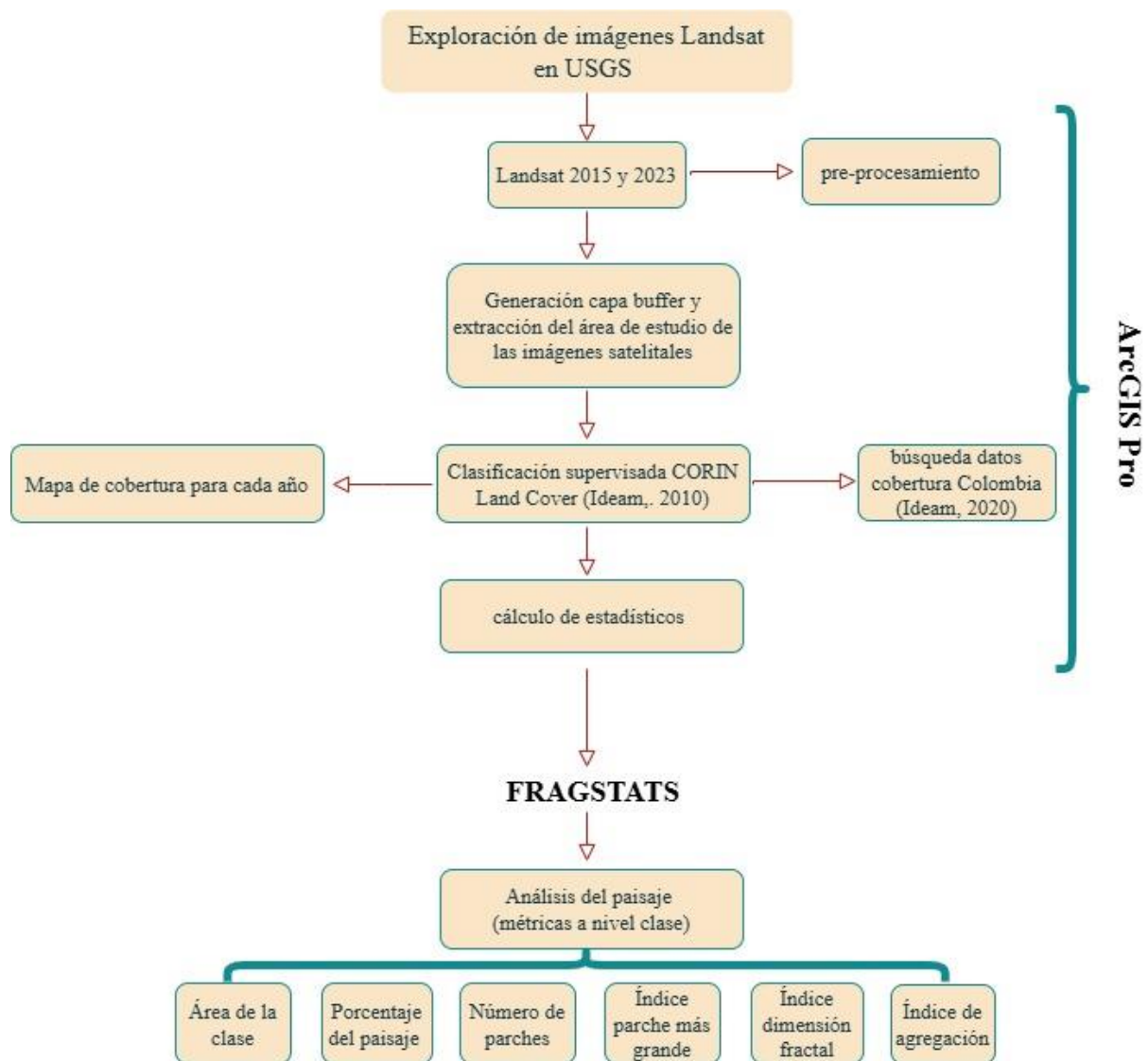


Figura 3.

Figura 3. Esquema de la metodología. Fuente: Elaboración propia

4. RESULTADOS

4.1 Cambio de coberturas

Se elaboraron los mapas de coberturas para el municipio de Carepa en los años establecidos y se realizó el cálculo de las áreas de cada cobertura, de acuerdo con la metodología descrita en el capítulo 3.1.

Para comparar las coberturas determinadas mediante clasificación supervisada con las consultadas en el IDEAM, se homologaron las coberturas de modo que los territorios artificializados se agruparon en la categoría de áreas urbanizadas, los cultivos transitorios se agruparon en la categoría cultivos permanentes, las áreas agrícolas en la categoría de pastos, las áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva en la categoría de bosques y las áreas húmedas se agruparon en la categoría de aguas continentales (

Figura 6,

Figura 7 y

Figura 8).

A partir de los mapas de coberturas se cuantificó su área en los años comprendidos (*Tabla 2*); así como la frecuencia y la sumatoria del área para cada tipo de cobertura (Fuente: *Elaboración propia*

Tabla 3). Además, se calculó el porcentaje de cambio entre los períodos de tiempo comprendidos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

De acuerdo con la *Tabla 2*, en términos generales se observa una tendencia de crecimiento de los cultivos permanentes, pastos y zonas urbanizadas, a pesar de que hubo cambios importantes entre el 2015 y 2020. Respecto a las aguas continentales, se observa una disminución importante entre el período 2015 – 2020 y un aumento en el 2023. Sin embargo, es importante anotar que sus altos valores fueron producto de la clasificación supervisada que se realizó a cada imagen, donde

tanto la nubosidad de la zona de estudio como la resolución de las imágenes fueron un factor limitante para realizar una clasificación supervisada más precisa. Además, este tipo de cobertura tampoco corresponde con el mapa de coberturas del IDEAM consultado, permitiendo corroborar que esta cobertura en particular no refleja propiamente la realidad de las aguas continentales en el municipio de Carepa y por lo tanto no se profundizará en su análisis.

Los bosques muestran un aumento entre 2015 y 2020, y luego disminuyen para 2023, lo que sugiere aumento en la deforestación o cambio de uso de suelo en años recientes.

Tabla 2. Área de coberturas en el municipio de Carepa

Año	Área de cobertura (ha)				
	Zonas urbanizadas	Cultivos permanentes	Pastos	Bosques	Aguas continentales
2015	1680,31	16253,97	7633,23	5309,20	17691,24
2020	797,57	21989,30	48417,77	33603,72	1619,98
2023	3542,43	13645,02	8365,43	4914,58	10958,48

Fuente: Elaboración propia

Tabla 3. Frecuencias y porcentajes por cobertura y año

Tipo de cobertura	Frecuencia			Porcentaje (%)		
	2015	2020	2023	2015	2020	2023
1: Zonas urbanizadas	506	35	581	1,55	0,74	3,27
2: Cultivos permanentes	1176	30	205	15,02	20,32	12,61
3: Pastos	676	389	1084	7,05	44,73	7,73

4: Bosques	1080	315	700	4,91	31,05	4,54
5: Aguas continentales	1420	12	1360	16,34	1,50	10,12
6: nubes	199		289	2,64		7,15

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 4 se observa el porcentaje de cambio en distintas clases de cobertura en los periodos de tiempo: 2015-2020 y 2020-2023. En el periodo 2015-2020, tanto pastos como bosques registraron un cambio positivo importante, mientras que en el periodo 2020-2023, estos presentaron un cambio negativo, indicando disminución. En cuanto a los cultivos permanentes, se observan cambios positivos y negativos en los periodos 2015-2020 y 2020-2023, respectivamente. Respecto a las zonas urbanizadas y aguas continentales, estas tuvieron un significativo cambio positivo en el periodo 2020-2023.

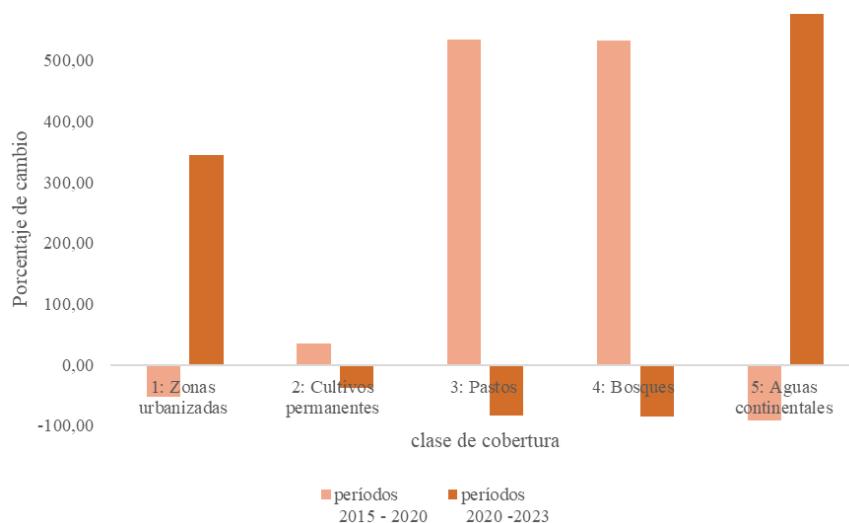


Figura 4. Porcentaje de cambio de extensión. Fuente: Elaboración propia

Los cambios que han ocurrido entre los años 2015 y 2023 en las coberturas del suelo del municipio de Carepa permiten inferir que en los últimos años se han dado cambios en los usos del suelo, con una tendencia a la expansión urbana, con la permanencia de la vocación agrícola y con

la expansión y luego reducción de coberturas de pastos y bosques, sugiriendo también ciclos de uso intensivo y recuperación parcial del suelo (*Figura 5*). En cuanto a las fluctuaciones de aguas continentales, se observa una tendencia general a la disminución de este tipo de coberturas durante el período de estudio comprendido, aunque como se mencionó anteriormente, no se profundizará en el análisis del cambio en las aguas continentales del municipio.

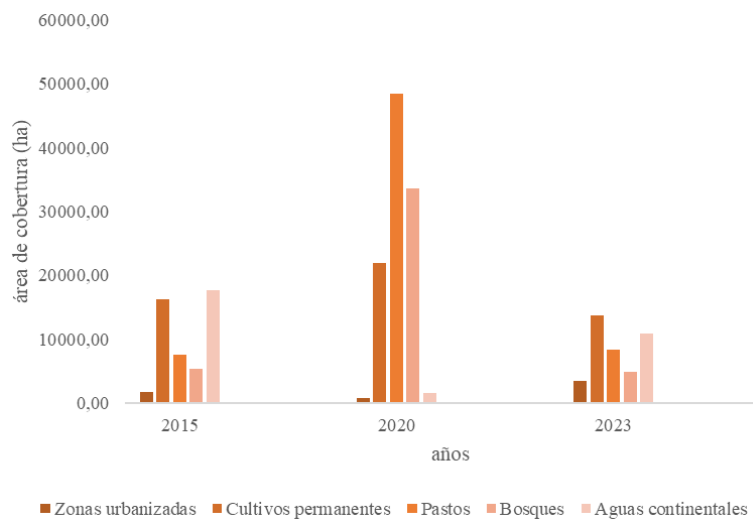


Figura 5. Cambio de coberturas por año. Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con los mapas de coberturas (

Figura 6,

Figura 7 y

Figura 8) se puede inferir que las zonas urbanizadas se concentran principalmente en la zona central del municipio, lo cual puede obedecer a la cercanía con la vía nacional que conecta todos los municipios que comprenden el eje bananero de Urabá.

Respecto a la cobertura de cultivos permanentes se observa que hay una predominancia importante de esta y que se concentra principalmente en la parte occidental del municipio. Así mismo, se observa que los pastos en el año 2015 se ubicaban principalmente en la zona centro - oriental, mientras que para el 2020 y 2023 se evidencia una tendencia de aumento de este tipo de cobertura y una expansión de esta hacia la zona occidental del municipio.

Por su parte, la cobertura de bosque se caracteriza por su poca representatividad tanto en el 2015 como en el 2023. Vale la pena resaltar la cercanía que este tipo de cobertura tiene con los cultivos permanentes y los pastos, así como su casi inexistente representatividad en la zona central del municipio.

Finalmente, respecto a las aguas continentales se observa que este tipo de cobertura se encuentra principalmente al oriente del municipio tanto en el 2015 como en el 2023. Por el contrario, para el 2020 este tipo de cobertura es particularmente poco representativo en el paisaje y además sólo obedece al cauce principal del río Carepa. Adicionalmente, se observa que desde la parte alta del río Carepa y sus tributarios, hay cercanía de estos con pastos y cultivos, mientras que la cercanía con la cobertura boscosa es casi inexistente en los tres años analizados.

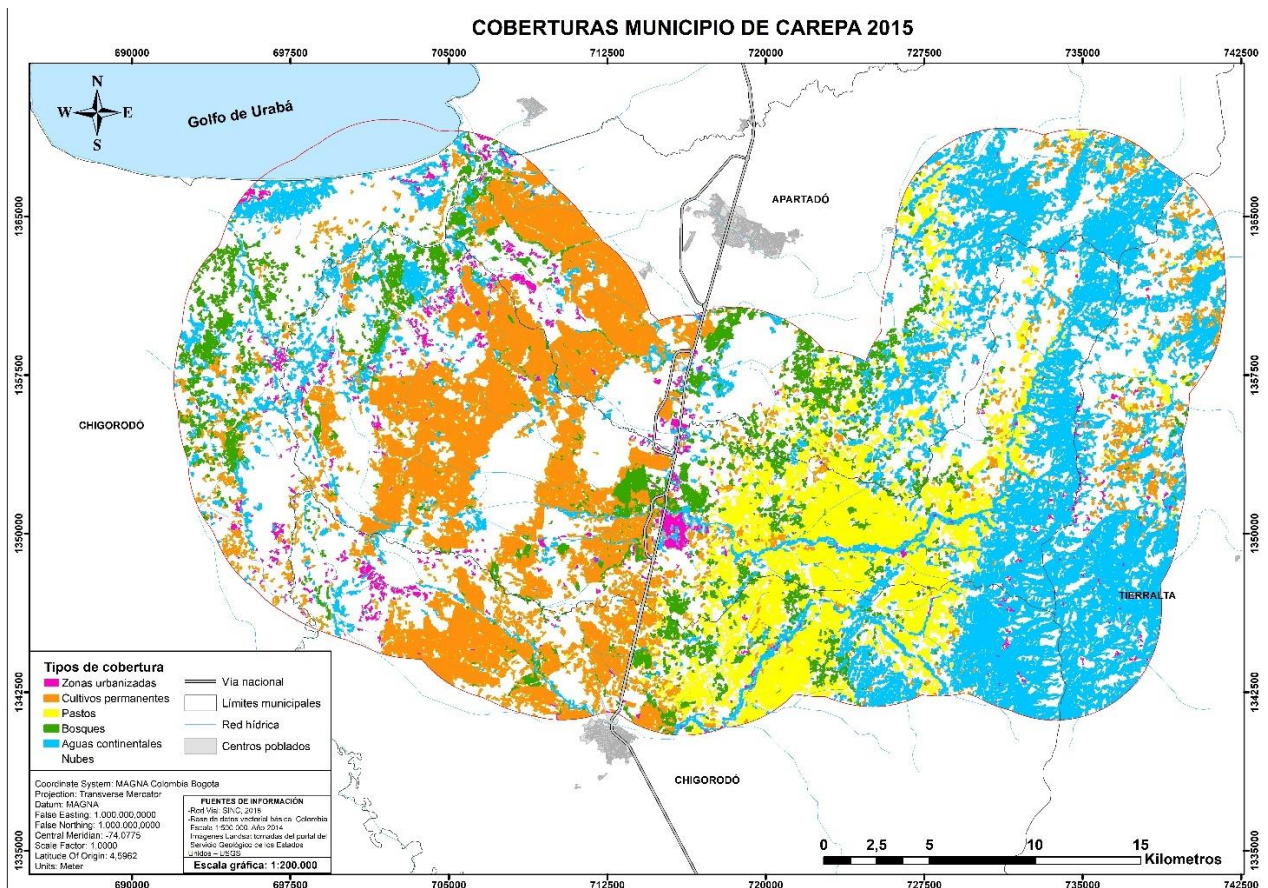


Figura 6. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2015.

Fuente: Elaboración propia

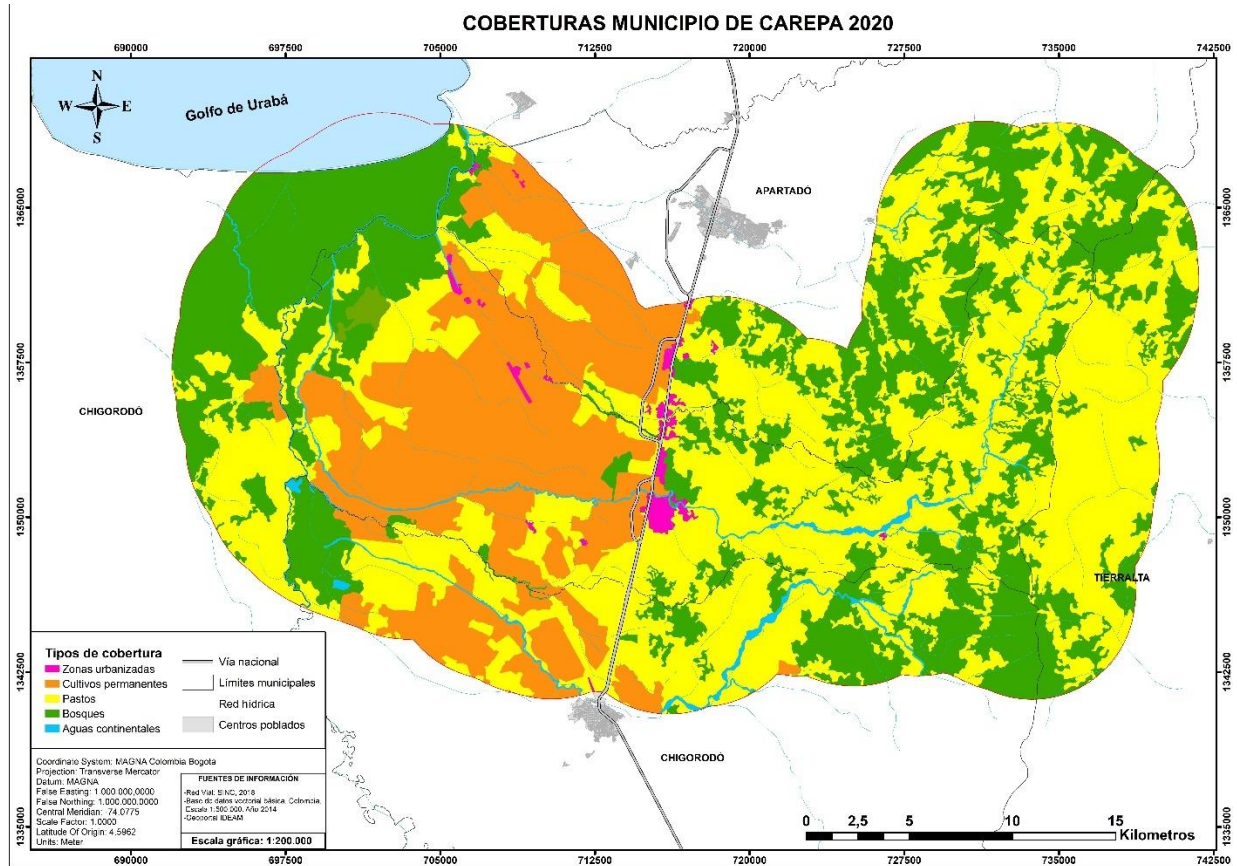


Figura 7. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2020.

Fuente: Elaboración propia

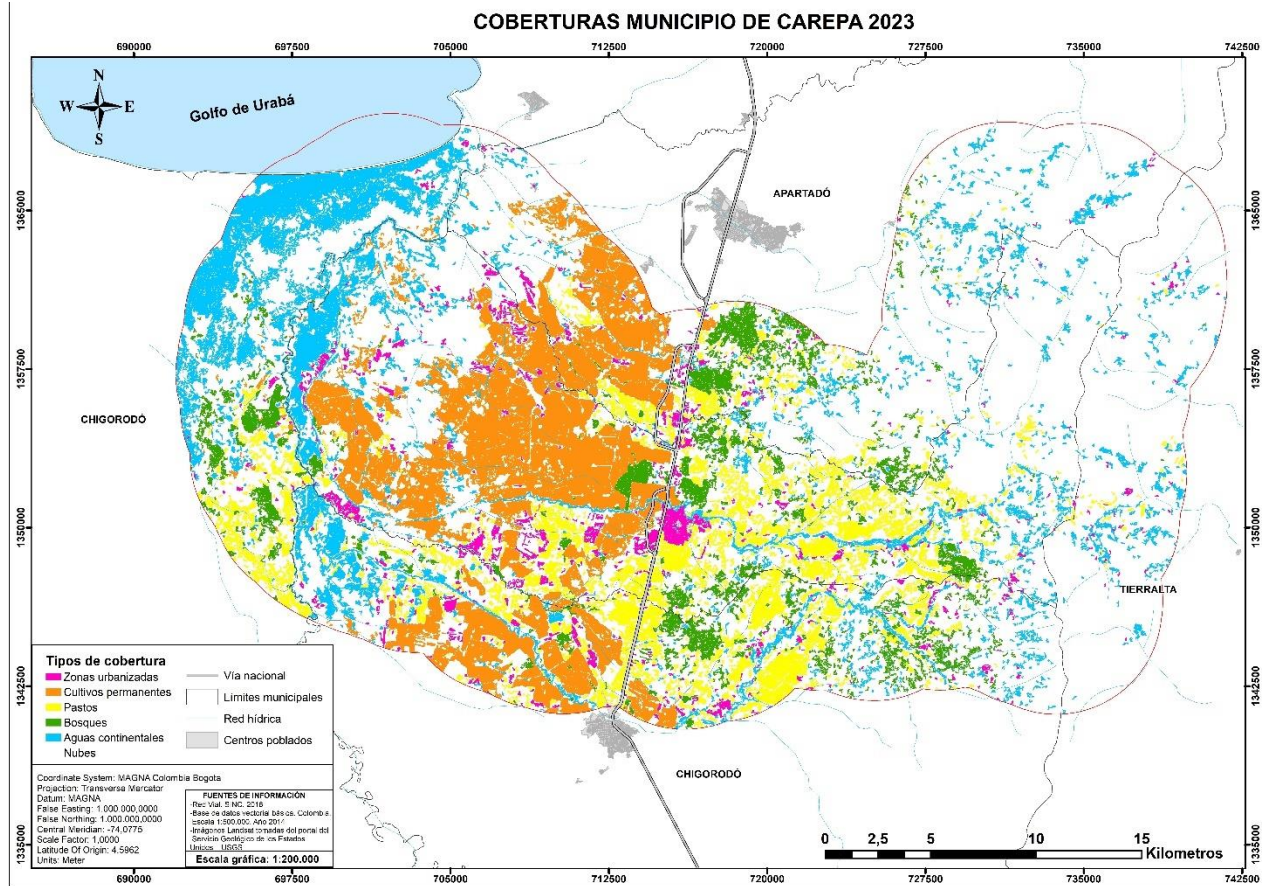


Figura 8. Coberturas en el área buffer establecida para el municipio de Carepa en el 2023.

Fuente: Elaboración propia

4.2 Análisis de la fragmentación del paisaje

Se calcularon algunas métricas del paisaje a nivel de clase para el municipio de Carepa en los años 2015 y 2023, de acuerdo con la metodología descrita en el capítulo 3.2. Las métricas calculadas en FRAGSTATS caracterizan a nivel de parche, clase y paisaje. De acuerdo con McGarigal y Marks (1994), las métricas a nivel de clase pueden ser empleadas como un indicador de la fragmentación ya que estas cuantifican por separado la cantidad y la distribución de cada clase o tipo de cobertura, midiendo así la fragmentación de una determinada clase.

Las diferentes métricas calculadas para los años 2015 y 2023 (Tabla 4) permiten deducir cambios en la extensión, distribución y características de cada tipo de cobertura, lo que indica a su vez dinámicas del uso del suelo intensivas. Los valores del área total de la clase (CA) son coherentes con los resultados del análisis de coberturas, donde predominan las zonas urbanizadas, las áreas de cultivos permanentes, las aguas continentales y los pastos, mientras que las áreas de cobertura boscosa tienden a la disminución.

Tabla 4. Métricas del paisaje a nivel de clase para el municipio de Carepa.

Métrica	año	tipo de coberturas				
		ZU	CP	P	B	AC
Área (ha) total de la clase (CA)	2015	1649,16	15945,39	7405,02	5158,53	17215,29
	2023	2252,70	13589,55	8286,21	4872,69	10891,62
Porcentaje (%) del paisaje (PLAND)	2015	3,28	31,75	14,74	10,27	34,27
	2023	4,73	28,55	17,41	10,24	22,88
Número de parches (NP)	2015	433,00	979,00	490,00	869,00	1012,00
	2023	543,00	173,00	891,00	604,00	1132,00
	2015	0,28	13,69	2,76	0,47	20,69

Índice (%) del Parche más grande (LPI)	2023	0,39	19,07	1,02	0,73	6,93
Fractalidad media (FRAC_MN)	2015	1,13	1,14	1,15	1,14	1,14
	2023	1,10	1,12	1,12	1,11	1,12
Índice (%) de Agregación (AI)	2015	69,02	84,52	78,94	70,13	78,49
	2023	75,04	92,37	78,62	78,29	79,51

*ZU (Zonas Urbanizadas), CP (Cultivos Permanentes), P (Pastos), B (Bosques), AC (Aguas Continentales). Fuente:

Elaboración propia

La Figura 9 permite visualizar el comportamiento del área y el número de parches de cada clase de cobertura entre 2015 y 2023. Las clases de zonas urbanizadas y aguas continentales muestran aumentos en ambas métricas, sugiriendo una expansión de estas coberturas. Por otro lado, los cultivos permanentes y bosques muestran una reducción tanto en el área como en el número de parches, lo que podría indicar una contracción de estas coberturas dentro del paisaje. Respecto a los pastos se observa un aumento en el número de parches, lo que sugiere la aparición de nuevos parches de cobertura de pastos en el paisaje.

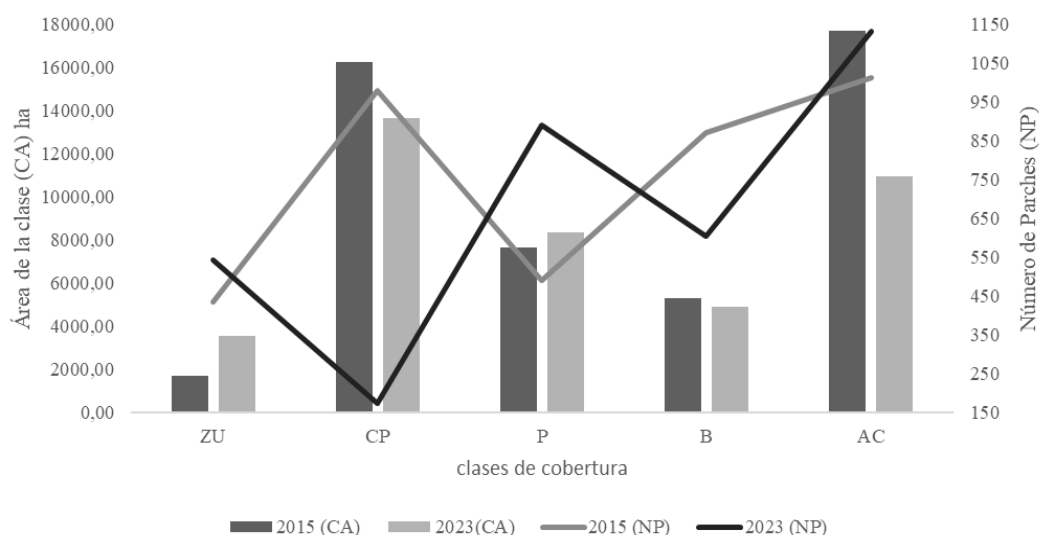


Figura 9. Comparación entre el área de la clase de cobertura y el número de parches. Fuente: Elaboración propia

En cuanto a los valores del porcentaje del paisaje compuesto por un tipo de clase (PLAND), aunque en términos generales todos los valores se encuentran por debajo del 50%, nuevamente se observa que hay un mayor porcentaje del paisaje compuesto por cultivos permanentes, aguas continentales y pastos; mientras que la cobertura boscosa corresponde sólo alrededor del 10% del paisaje (Figura 10).

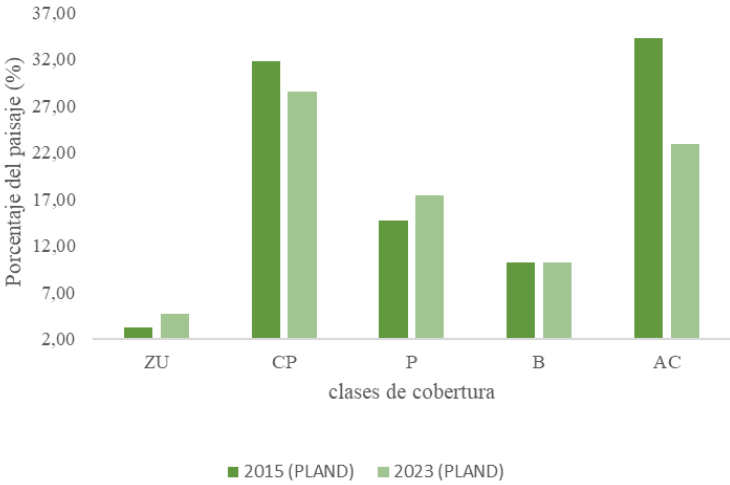


Figura 10. Porcentaje del paisaje (PLAND) compuesto por un tipo de clase de cobertura. Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con los valores del índice del parche más grande (Figura 11) se observa que los cultivos permanentes y las aguas continentales son las coberturas que tienen un índice mayor en comparación con las demás clases de coberturas, indicando que de todo el paisaje los parches más grandes corresponden a CP y AC, respectivamente. Por el contrario, la disminución del LPI observado para los pastos, sugiere la fragmentación de su parche más grande.

Respecto a los bajos valores del LPI para cobertura de bosques, se puede deducir que esta clase de cobertura no presenta parches grandes dentro del paisaje, lo cual coincide con las métricas anteriormente descritas que indican fragmentación para esta clase en particular.

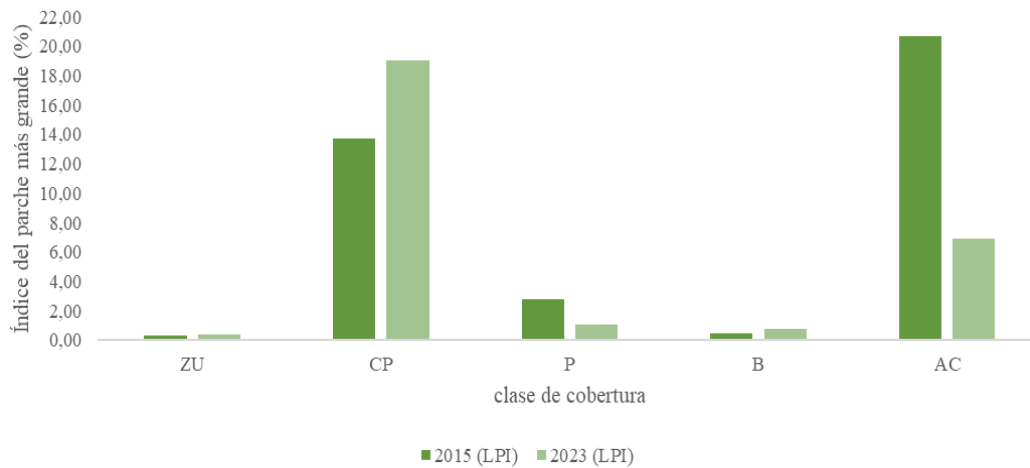


Figura 11. Índice del parche más grande (LPI) de una determinada clase. Fuente: Elaboración propia

La fractalidad media (FRAC_MN) determinada para cada clase de cobertura arrojó valores cercanos a uno (1) lo que sugiere formas de parches con perímetros más simples que complejos (McGarigal & Marks, 1994).

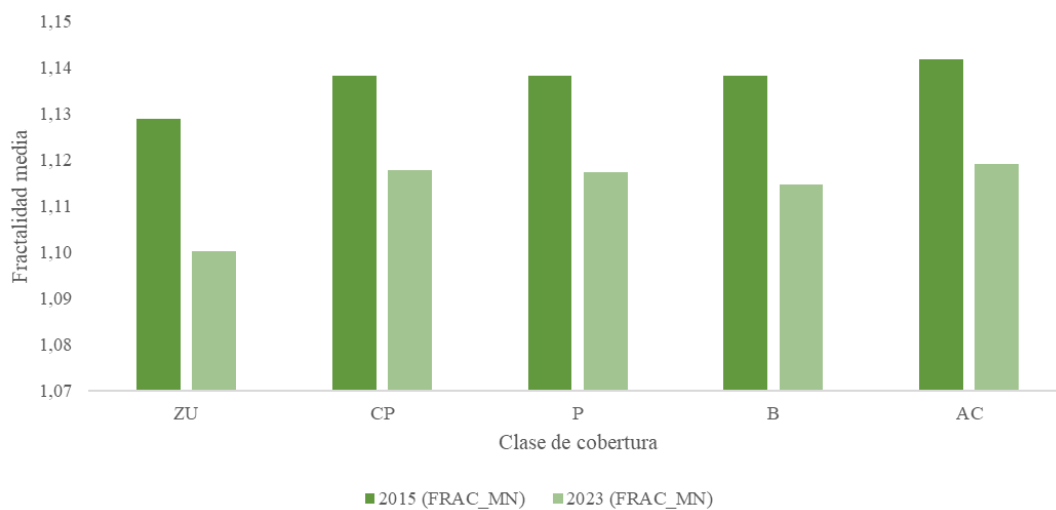


Figura 12. Fractalidad media (FRAC_MN) de cada clase de cobertura. Fuente: Elaboración propia

En cuanto al Índice de división (SPLIT) las clases ZU, CP y B muestran una disminución en el 2023, lo que podría indicar una concentración de estas clases de coberturas. Por el contrario, las clases P y AC presentan incrementos, sugiriendo mayor división o fragmentación en el 2023 (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

4.3 Dinámica socioeconómica de Carepa

Siguiendo la metodología descrita en el numeral 3.3, se revisaron documentos sobre la productividad y la competitividad de la región, sobre orientaciones alrededor del medio ambiente y la biodiversidad, así como de la agroindustria, el sistema industrial y portuario y del ordenamiento territorial.

Para comprender la dinámica económica de Carepa, vale la pena mencionar algunos hitos históricos del desarrollo urbano en la región de Urabá, ya que tras la fundación de San Sebastián de Urabá (1509) y Santa María la Antigua del Darién (1510) como centros de abastecimiento durante la colonización española, inicia un período de intenso comercio marítimo y fluvial, y la posterior explotación de madera y tagua, transformando tierras hacia actividades ganaderas y agropecuarias. Es así como para inicios del siglo XX, la economía de enclave impulsó la industria azucarera y bananera, lo cual motivó la construcción de la Vía al Mar, la llegada de guerrillas liberales y la consolidación de la agroindustria bananera, que se fortaleció con el establecimiento del primer programa industrial de banano y los embarques desde el ahora Distrito de Turbo. Finalmente, entre 1980-2010 la dinámica socioeconómica de la región estuvo marcada por los impactos del conflicto armado, lo que provocó migraciones masivas por causa de la violencia hacia las principales zonas urbanas de la región como lo son Turbo, Apartadó, Carepa y Chigorodó, municipios que actualmente conforman el eje centro o eje bananero de Urabá (URBAM Eafit, 2014).

De acuerdo con los Planes Municipales Integrales (PMI) elaborados por EAFIT (2014), a nivel regional ocurre una pérdida de cobertura vegetal debido a la priorización de actividades productivas no sostenibles como la ganadería extensiva, la extracción de madera en cabeceras y retiros de las fuentes hídricas y el establecimiento de monocultivos. Lo anterior se intensifica con la poca

representación e interconexión entre las áreas protegidas de la región, dificultando así la conformación de un paisaje natural conectado y funcional. Otro aspecto relevante que se menciona en dicho documento es que, en Urabá la autoridad ambiental carece de capacidad suficiente y no ha establecido criterios regionales claros ni uniformes respecto a la zonificación ambiental de los municipios, lo que genera un uso inadecuado de tierras y la degradación de áreas de alto valor ecológico.

Específicamente para el municipio de Carepa, mencionan que el 47% del área del municipio corresponde a áreas productivas, el 31% a otros usos del suelo, el 20% a áreas de bosque altamente intervenidos y tan sólo el 2% a bosque natural, evidenciando una histórica y creciente pérdida de cobertura vegetal natural, donde los relictos de bosque que aún se conservan están ubicados hacia la Serranía de Abibe y en el campus Carepa de la Universidad de Antioquia, que alberga el único relikto de bosque húmedo tropical ubicado sobre el eje bananero. Lo anterior confirma lo mencionado por Blanco Libreros (2018), quien describe a la Serranía de Abibe como uno de los ecosistema estratégico de la región, debido a su ubicación geográfica, biodiversidad, servicios ambientales, dinámicas históricas y culturales; es además de los pocos lugares de Urabá donde aún se encuentran coberturas de bosque nativo húmedo tropical (bh-T) y bosque muy húmedo tropical (bmh-T).

Otro aspecto relevante para comprender la dinámica económica de Carepa es su tasa de crecimiento demográfico (

Figura 13), que junto con los demás municipios que conforman el eje bananero, presentan un acelerado proceso de poblamiento dinamizado, entre otras, por las dinámicas que traen el mejoramiento de las vías 4G y la oferta que están generando las nuevas zonas industriales y portuarias. Según las proyecciones de población a nivel municipal del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE, 2024), para el año 2035 se estima que el número de habitantes será de aproximadamente 54.942 individuos; así mismo, mientras que para el año 2000 se registraron 29.363 habitantes, para el año 2020 se registró un total de 50.106.

Adicionalmente, el rango poblacional que más predomina en la región está entre 0 a 14 años, lo que indica a su vez una alta tasa de natalidad, baja de mortalidad y una alta dependencia económica debido a que es un grupo poblacional que requiere de adecuados accesos a vivienda, servicios públicos, servicios de salud, educación y adecuada alimentación que le permita un desarrollo adecuado (Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia, 2020).

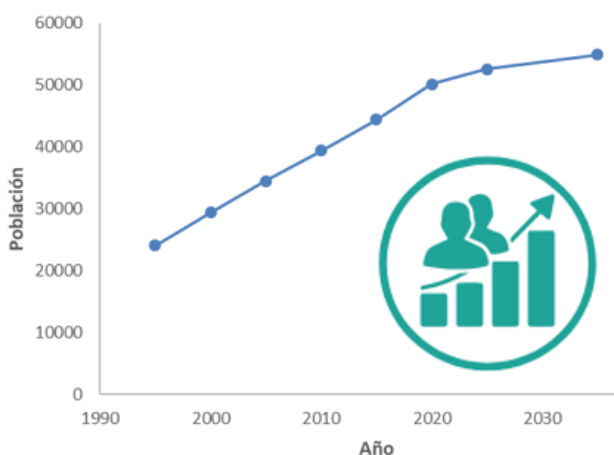


Figura 13. Crecimiento poblacional del municipio de Carepa. Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con el Perfil de Desarrollo Subregional de Urabá (Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia, 2020), esta subregión ha experimentado una transformación económica significativa, pasando de actividades centradas en la explotación forestal a especializarse en el sector agropecuario. Esta evolución ha sido impulsada por la producción de banano, plátano, ganadería y agricultura tanto a nivel industrial como de subsistencia practicada en las áreas de piedemonte y de planicie. Actualmente, su estructura económica refleja un modelo agroindustrial, urbano e incluso portuario; sus principales actividades son la pesca, la ganadería, la agroindustria, la explotación maderera, la agricultura y el turismo. Urabá contribuye significativamente a la producción del departamento de Antioquia, ya que representa el 46.4%, donde el banano y el plátano son los más destacados. Contribuye además con el 6,9% al PIB departamental, ocupando el tercer lugar en participación, después del Valle de Aburrá y el Oriente; donde nuevamente los sectores que más aportan al valor agregado de la economía son la agricultura con un 29,4%, seguido del comercio (14,8%) y las actividades profesionales (8,7%).

Respecto a las actividades pecuarias, se destaca que es una de las subregiones de Antioquia que posee el mayor inventario de bovinos destinados principalmente a la producción de carne, lo cual ha impulsado la expansión territorial, incluso mucho más que las áreas destinadas a la agricultura, lo que resalta la relevancia de esta actividad y su carácter extensivo en la subregión. Por otro lado, ni la producción porcina ni la avícola tienen un papel significativo en la región (Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia, 2020).

En cuanto a la dimensión ambiental y climática, Martínez Zuleta et al. (2020) evaluaron los riesgos de cambio climático y emisiones de gases de efecto invernadero para los municipios de la jurisdicción de Corpouraba, encontrando que Carepa es uno de los municipios que mayor riesgo tiene frente al cambio climático, a partir del análisis de diferentes dimensiones como la biofísica, la económica, la política y la sociocultural (

Figura 14). Es así como Carepa enfrenta un alto nivel de riesgo debido al aumento de la temperatura y a lluvias impredecibles, lo que afecta su población y economía.

Este municipio es particularmente vulnerable por enfrentar problemas como inundaciones, ineficiente gestión del agua, desplazamiento y desempleo. Además, su baja capacidad adaptativa requiere de acciones para mejorar la distribución de tierras, el manejo de riesgos, conservación ambiental, la recuperación de la fertilidad de los suelos, diversificar los cultivos y restaurar la cobertura boscosa.

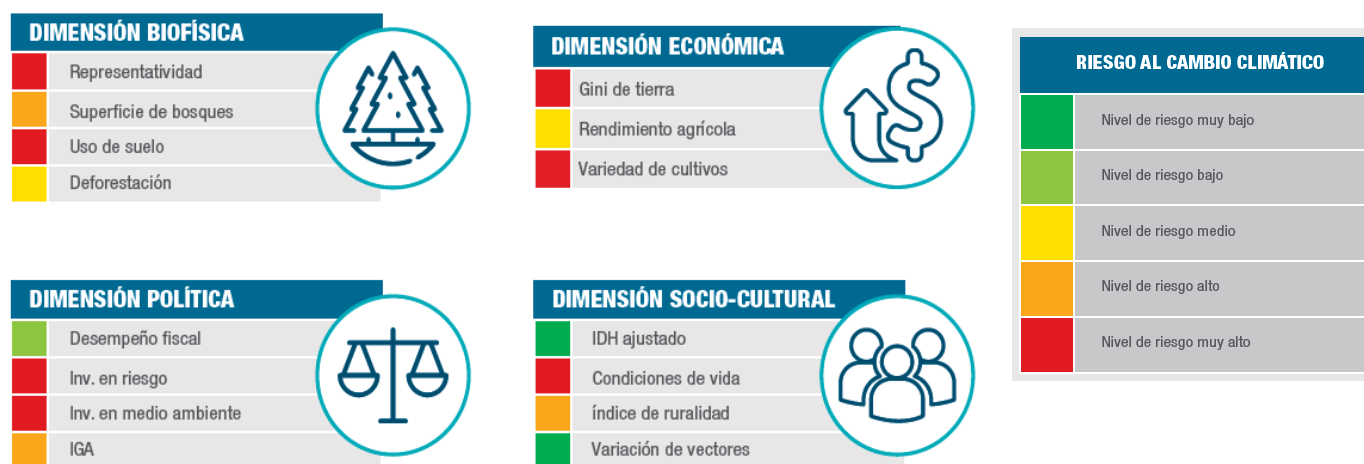


Figura 14. Nivel de riesgo frente al cambio climático del municipio de Carepa.

Fuente: Martínez Zuleta et al. (2020).

5. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que los cambios en los diferentes tipos de cobertura son consecuencia de la dinámica económica del municipio de Carepa, la cual es dinamizada fundamentalmente por la agricultura y la ganadería. Se evidencia una mayor extensión de las áreas correspondientes a Cultivos Permanentes (CP), Pastos (P) y Zonas Urbanizadas (ZU), a pesar de las fluctuaciones encontradas entre el 2015-2020. Por el contrario, la cobertura de Bosque (B) se caracterizó por su poca representatividad y por una fluctuación importante entre los períodos comparados, ya que para el 2015-2020 esta clase de cobertura aumentó cerca de un %500, mientras que para el 2020-2023 disminuyó un %80.

Esta misma tendencia fue evidenciada por Posada Mira (2011) en el Golfo de Urabá, quien evaluó los cambios en la cobertura del suelo de las cuencas del río Turbo y Acandí, encontrando que entre 1946 y 2004, la cobertura de bosque disminuyó a un 17% de su área inicial, mientras que otras coberturas como el rastrojo alto y el suelo urbanizado, incrementaron 16 y 8 veces, respectivamente. Además, encontró que un 21.96% de los pastos pasó a cultivos y un 30.33% de rastrojos altos y bajos se transformó en pastos.

Lo anterior evidencia cambios significativos en las coberturas y usos del suelo de Urabá, debido a actividades humanas, como el aumento del suelo urbanizado a expensas del bosque, así como una predominancia de pastos y cultivos. Esto corrobora también lo mencionado en los Planes Municipales Integrales (EAFIT, 2014) y en el Perfil de Desarrollo Subregional (Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia, 2020), donde se argumenta que la estructura económica de la región y especialmente del municipio de Carepa, refleja un modelo principalmente agroindustrial con actividades como la ganadería, la agroindustria, la explotación maderera y la agricultura.

De otro lado, el índice de número de parches (NP) muestra un incremento en el número de fragmentos individuales que conforman cada clase de cobertura, indicando su fragmentación (Posada Mira, 2011). Sin embargo, este comportamiento no se dio igual para los bosques ni para los cultivos permanentes, en los cuales se observó una disminución, lo cual sumado a la disminución del área de la clase (CA) de estas dos coberturas, permite deducir que están presentando una compactación, para el caso de los cultivos permanentes y una pérdida gradual, para el caso de los bosques (Basumatary & Pawe, 2020).

Respecto a la pérdida de bosques esta es una tendencia también observada por Blanco-Libreros et al. (2013), quienes evaluaron la deforestación y sedimentación en el Golfo de Urabá y destacan la desaparición de cobertura de bosques naturales desde 1960, junto con un aumento acelerado de los pastos y los cultivos. Estos mismos autores mencionan que de la poca cobertura natural, la mayoría corresponde a fragmentos de vegetación en estado de sucesión secundaria o recuperación

La transición bosques natural-pastos-cultivos, es un reflejo de las dinámicas de ocupación y asentamiento que se dan en la región de Urabá. De acuerdo con Etter & Wyngaarden, (2000) dichas transiciones son características de regiones bajas caribeñas del país, generando afectaciones sobre la flora y la fauna.

De la poca cobertura boscosa observada, se pueden destacar algunos parches ubicados en la zona central del municipio, los cuales podrían ser considerados para propiciar la conectividad ecológica. Dentro de dichos parches se encuentran el bosque de Tulenapa de la Universidad de Antioquia, un parche de 150 ha de bosque primario húmedo tropical en proceso de reconocimiento como figura OMEC – Otras Medidas Efectivas de Conservación ante el Ministerio de Medio Ambiente (Universidad de Antioquia, 2023).

Mencionar el bosque de Tulenapa es relevante, ya que el bosque primario en las planicies inundables de Urabá prácticamente ha desaparecido, quedando representado por manglares, humedales de agua dulce y un pequeño fragmento de bosque húmedo tropical conocido como Tulenapa y salvaguardado en el campus Carepa de la Universidad de Antioquia. Es así como Tulenapa constituye un refugio esencial para la biodiversidad, ubicado dentro de una matriz agrícola en la que predominan las extensas plantaciones de banano y plátano características del eje bananero. Este relictos de bosque, con una antigüedad mínima de 60 años (Arana, 2017), alberga una parte significativa de la diversidad biológica del municipio de Carepa y se constituye en un

refugio de varias especies bajo algún grado de amenaza, se destaca por sus características geológicas únicas, que reflejan la influencia de las regiones Pacífica y Caribe, lo que lo convierte en un sitio de alto valor para la conservación (Universidad de Antioquia, 2023).

En cuanto al porcentaje del paisaje compuesto por una clase de cobertura particular (PLAND), se observa que para los dos años analizados la cobertura de bosque representa una proporción pequeña (10.27% y 10.24%, respectivamente), mientras que las coberturas de cultivos permanentes, aguas continentales y pastos representan los mayores porcentajes en el paisaje.

El índice de dimensión fractal se observa casi invariable entre un año y otro, lo que indica que la complejidad de la forma de los parches no cambia de manera relevante (Murunga et al., 2024), los mayores cambios se observan para bosques al pasar de 1.14 a 1.11, valores que indican en promedio, formas menos complejas de esta cobertura para el 2023.

6. CONCLUSIONES

- Es claro que la cobertura de bosque se caracteriza por su poca representatividad tanto en el 2015 como en el 2023, además de la tendencia a continuar su disminución debido a la intensa vocación agrícola de los municipios que integran el eje bananero de Urabá. Vale la pena resaltar la cercanía que la cobertura de bosques tiene con los cultivos permanentes y los pastos, así como con las zonas centrales del municipio; lo cual hace que sea bastante vulnerable ante la creciente expansión agrícola del municipio y crecimiento demográfico.
- Más que hablar de fragmentación del bosque, es hablar de una tendencia a la disminución de este en el municipio, donde el principal eje de conectividad ecológica identificado es la zona central del municipio, en la cual se observan algunos parches de bosques fragmentados, dentro de los que se destaca el bosque de Tulenapa de la Universidad de Antioquia.
- La notoria pérdida de cobertura boscosa en el área de estudio es una situación que se complejiza aún más, teniendo en cuenta que Carepa es uno de los municipios del eje bananero con mayor riesgo frente al cambio climático, según sus dimensiones biofísicas, económicas y sociales.
- A partir del análisis cruzado de las diferentes variables estudiadas se identifican tendencias problemáticas que afectan al territorio en aspectos sociales, ambientales y económicos. Su comprensión constituye un paso necesario para proponer soluciones integrales que puedan revertir las dinámicas negativas, a la vez que promuevan el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales del municipio y la región.

- La resolución de las imágenes son un factor limitante para trabajar con análisis de coberturas, lo cual, sumado a la alta nubosidad característica del área de estudio, dificultó tener aproximaciones realistas.

BIBLIOGRAFÍA

Alcaldía de Carepa. (2000). *Plan de ordenamiento territorial, municipion de Carepa*.

Arana, V. (2017). Estado de la reserva de carbono en suelo por la conversión de bosques lluviosos tropicales a otras coberturas. Estudio de caso: planicie costera de la cuenca del río León (Urabá, Colombia). *Universidad de Antioquia*.

Arias Gómez, P. A., Escobar, J. F., Tabares Pérez, C. M., & Espinosa Silva, P. (2021). Cambio Climático. *Documentos de Trabajo-INNER*, 20, 5–36.

Basumatary, H., & Pawe, C. K. (n.d.). *Landscape pattern changes and their drivers in the Kaziranga National Park*. <https://www.researchgate.net/publication/343787930>

Blanco-Libreros, J. F., Marín, A., Torres, V., Rincón, A., Estrada, E. A., & Flórez, J. (2013). Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 19–36.

Blanco Libreros, J. F. (2018). *EL BOSQUE DE TULENAPA: Pulmón de Urabá*.

Botequilha Leitáo, L., Miller, J., Ahern, J., & McGarigal, K. (2006). *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. (Island Pre).

Camacho, A., & Pérez, S. (2014). *Elementos para la construcción de la Visión Urabá, biodiversidad y servicios ecosistémicos como base para el desarrollo, la sostenibilidad y el bienestar. Informe final de consultoría CPS 164_303PS. Instituto para el Desarrollo de Antioquia, Idea e Instit.*

Centro de Estudios Urbanos y Ambientales - URBAM. Universidad Eafit. (2014). *Planes*

municipales integrales sistema urbano central.

Chen, C. et al. (2019). China and India lead in greening of the world through land-use management. *Nat. Sustain.*, 2, 122–129.

DANE. (2024). *Departamento Administrativo Nacional de Estadística*. <https://www.dane.gov.co/>

EAFIT, U. (2014). *PLANES MUNICIPALES INTEGRALES PARA URABÁ Proyectos y estrategias urbanas y ambientales para el Polo de Desarrollo Regional. Chigorodó, Carepa, Apartadó y Turbo.*

EIBENSCHUTZ, H. (2009). *BASES PARA LA PLANEACIÓN DEL DESARROLLO URBANO EN LA CIUDAD DE MÉXICO, TOMO II: ESTRUCTURA DE LA CIUDAD Y SU REGIÓN”, UAM, UNIDAD XOCHIMILCO.*

Etter, A., & Wyngaarden, W. (2000). Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio*, 29(7), 432–439.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487–515.

Fischer, R. et al. (2021). Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. *Sci. Adv.*, 7(eabg7012).

Gómez-Fernández, D., López, R. S., Zabaleta-Santisteban, J. A., Medina-Medina, A. J., Goñas, M., Silva-López, J. O., Oliva-Cruz, M., & Rojas-Briceño, N. B. (2024). Landsat images and GIS techniques as key tools for historical analysis of landscape change and fragmentation. *Ecological Informatics*, 82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102738>

Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143–156.

Hansen, M. C. et al. (2020). The fate of tropical forest fragments. *Sci. Adv.*, 6(eaax8574).

Harbin, L., & Wu, J. (2003). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19, 389–399.

Heinen, K., & Merriam, G. (1990). The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology*, 4, 157–170.

- Hof, J., & Flather, C. (1996). Accounting for connectivity and spatial correlation in the optimal placement of wildlife habitat. *Ecological Modelling*, 88(1–3), 143–155.
- Humboldt, I. A. von, & Agustín, I. G. (2006). *Elementos para la incorporación de la biodiversidad en los Esquemas y Planes de Ordenamiento Territorial*.
- IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. (pp. 1–23).
- Jorge, L., & Garcia, G. (1997). A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using Remote Sensing and Geographic Information Systems (GIS). *Forest Ecology and Management*, 98, 35–47.
- Li, X., Lu, L., Cheng, G., & Xiao, H. (2000). Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTAT. *Journal of Arid Environment*, 48, 521–535.
- Liu, J. et al. (2019). Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biol. Rev.*, 94, 1636–1657.
- Ma, J., Li, J., Wu, W., & Liu, J. (2023). Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39221-x>
- Martinez Zuleta, C., Arbeláez Tobón, M., Gutiérrez Bayona, A. L., Lacoste, M., & Velásquez Espinosa, J. P. (2020). *Plan Clima Y Paz 2040, Urabá Urrao Antioqueño, Nutibara y Urrao*.
- McGarigal, K., & Marks, B. (1994). *Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Paper. PNW-351. (www.umass.edu/landeco/pubs/Fragstats.pdf)*.
- Merriam, G. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt J, Agger P (eds). *1st International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*.
- Midha, N., & Mathur, P. K. (2010). Assessment of forest fragmentation in the conservation priority Dudhwa landscape, India using FRAGSTATS computed class level metrics. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 38(3), 487–500. <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0034-6>

- Murunga, K. W., Nyadawa, M., Sang, J., & Cheruiyot, C. (2024). Characterizing landscape fragmentation of Koitobos river sub-basin, Trans-Nzoia, Kenya. *Heliyon*, *10*(7), e29237. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29237>
- Newman, M. E., McLaren, K. P., & Wilson, B. S. (2014). Assessing deforestation and fragmentation in a tropical moist forest over 68 years; the impact of roads and legal protection in the cockpit country, Jamaica. *For. Ecol. Manag.*, *315*, 138–152.
- Numata, I., Cochrane, M. A., Souza, C. M., & Sales, M. H. (2011). Carbon emissions from deforestation and forest fragmentation in the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.*, *6*(4).
- Olsen, L. M., Dale, V. H., & Foster, T. (2006). Landscape patterns as indicators of ecological change at Fort Benning, Georgia, USA. *Landscape and Urban Planning*, *79*, 137–149.
- Paudel, S., & Yuan, F. (2012). Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *16*(1), 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.12.003>
- Posada Mira, L. E. (2011). Efecto del cambio de las coberturas del suelo sobre la geomorfología costera en las cuencas de los ríos Acandí y Turbo del golfo de Urabá. *Universidad Nacional de Colombia*, 145.
- Quimbayo, G., & Mariño, J. (2014). Biodiversidad y ordenamiento del territorio. In Bello (Ed.), *Biodiversidad. Estado y tendencias de la biodiversidad continental en Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt.
- Salvati, L., & Zitti, M. (2009). Assessing the impact of ecological and economic factors on land degradation vulnerability through multiway analysis. *Ecological Indicators*, 357–363.
- Sanclemente Zea Gloria Helena. (2019). *DISEÑO DE INSTRUMENTOS PARA LA APLICABILIDAD DEL PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES COMO MECANISMO DE COMPENSACIÓN DE LOS EFECTOS AMBIENTALES QUE GENERA LA ACTIVIDAD BANANERA EN LOS HUMEDALES DEL RÍO LEÓN EN EL MUNICIPIO DE APARTADÓ*.
- Schwartz, N. B., Budsock, A. M., & Uriarte, M. (2019). Fragmentation, forest structure, and topography modulate impacts of drought in a tropical forest landscape. *Ecology*, *100*(6).

- Shimizu, K., Ahmed, O. S., Ponce-Hernandez, R., Ota, T., Win, Z. C., Mizoue, N., & Yoshida, S. (2017). Attribution of disturbance agents to Forest change using a Landsat time series in tropical seasonal forests in the Bago Mountains, Myanmar. *Forests*, 8(6), 218.
- Taubert, F. et al. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554, 519–522.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *OIKOS*, 68(3), 571–573.
- Turo, K. J., & Gardiner, M. M. (2019). From potential to practical: conserving bees in urban public green spaces. *Front Ecol Environ*, 17, 67–175.
- Universidad de Antioquia (2023). *Bosque de Tulenapa: Refugio de biodiversidad natural*.
- Universidad de Antioquia. (2022). *Agenda subregional de investigación, creación e innovación de Urabá*. (p. 23).
- Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia. (2020). *Perfil de Desarrollo Subregional Subregión Urabá de Antioquia*.
- Uroy, L., Ernoult, A., & Mony, C. (2019). Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Land Ecol*, 34, 203–225.
- Wiens, J. A. (1997). Metapopulation dynamics and landscape ecology. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, Cambridge.
- With, K., Gardner, R. H., & Turner, M. G. (1997). Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *OIKOS*, 78(1), 151–169.
- Wu, J. (2008). *Landscape ecology*. In: Jorgensen, S.E. (Ed.), *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, Oxford.